



Sveriges lantbruksuniversitet  
Institutionen för mark och miljö

# Utlakning av tungmetaller från Skörby deponi

## *Leaching of Heavy Metals from the Skörby Landfill*

Olof Olofsson



Magisteruppsats i markvetenskap  
Agronomprogrammet – inriktning mark/växt

Institutionen för mark och miljö, SLU  
Examensarbeten 2010:08

Uppsala 2010



SLU, Sveriges lantbruksuniversitet  
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap  
Institutionen för mark och miljö

Olof Olofsson

Utlakning av tungmetaller från Skörby deponi  
Leaching of Heavy Metals from the Skörby Landfill

Handledare: Monica Östman, institutionen för mark och miljö, SLU  
Examinator: Anna Mårtensson, institutionen för mark och miljö, SLU  
EX0021, Examensarbete, Markvetenskap D, 30 hp, Avancerad nivå  
Agronomprogrammet – inriktning mark/växt 270 hp

Institutionen för mark och miljö, SLU, Examensarbeten 2010:08  
Uppsala 2010

Nyckelord: tungmetaller, deponi, föroreningar, lakvatten, utlakning, avfallsupplag, zink

Omslag: Utsikt över Skörby deponi, foto författaren



## **Abstract**

The purpose of this thesis has been to assess whether leaching from one particular Swedish landfill site, Skörbytippen, is contributing to elevated levels of heavy metals in a ditch running from the landfill site to the lake Mälaren in the communal region of Håbo kommun. Since the ditch is stretching approximately five km downstream from the landfill site, *in situ* observations and maps with known points of inflow was utilized to determine appropriate test points for the collection of samples.

Soil, water and sediment samples were collected and analyzed for content of organic material, pH and conductivity. Data on plant-available elements and total amounts of heavy metals was acquired through ICP-analysis.

The results show that the Skörby landfill is currently in the methane-forming anaerobe development phase, which indicates that the concentration of free and complex-bound metals in the leachate water should be low due to chemical binding with other landfill compounds. The pH of the sediment samples was generally one unit higher than the soil samples and some of the measured data, such as pH and conductivity, show that an environmentally disturbing discharge of some kind of strongly alkaline chemical(s) has been made from Benders' takpanneindustri in close proximity to the landfill. The levels of plant-available heavy metals were generally low, but there were some test sites where the data shows high total levels of Cd, Cu and Zn in the sediment samples.

Under current conditions, the environmental impact of the landfill with respect to heavy metal leaching is of relatively limited importance. The site will however need to be studied further, since unforeseen environmental changes will influence the amounts of heavy metals that are leached out from the landfill.

## **Referat**

Syftet med det här examensarbetet har varit att utvärdera om utlakning ifrån Skörby Deponi i Håbo kommun har lett till förhöjda halter av tungmetaller i anslutning till det krondike som leder från deponin ut till Kalmarviken. Då det aktuella krondiket har en sträckning på c:a fem km nedströms från deponiområdet användes observationer på plats kombinerat med områdeskartor med uppgifter om kända tillflöden och utsläppspunkter för att komma fram till lämpliga provtagningspunkter längs dikets sträckning mot Kalmarviken.

Mark-, lakvatten- och sedimentprover samlades in och analyserades för innehåll av organiskt material, pH och konduktivitet. Data avseende växttillgängliga ämnen och totalinnehållet av tungmetaller i proverna togs fram med hjälp av induktivt kopplad plasma (ICP).

Resultaten visar att Skörbydeponin för närvarande befinner sig i den metanbildande anaeroba fasen, vilket indikerar att koncentrationen av fria och komplexbundna tungmetaller i lakvattnet borde vara lågt på grund av kemisk bindning med andra föreningar i deponin. I sedimentproverna ligger pH-värdet generellt en enhet högre än i kontrollproverna tagna i den omgivande marken, och pH- och konduktivitetsdata tyder på att det förekommit utsläpp av starkt alkaliska föreningar från Benders takpanneindustri i anslutning till krondiket. Halterna av växttillgängliga tungmetaller var generellt låga i proverna, men när det gäller totalhalterna visade flera provtagningspunkter på förhöjda värden av Cd, Cu och Zn i sedimentproverna.

Analyserna visar att Skörby deponi har gett upphov till miljöstörande föroreningar av zink, vilket transporterats längs krondiket ut i Mälaren. Troligtvis har deponiverksamheten även bidragit med miljöproblem i form av förhöjda halter av kadmium och koppar i vissa områden längs dikets utsträckning. Data visar också att Benders takpanneindustri har förorenat diket med någon typ av starkt alkalisk kemikalie.

## **Innehållsförteckning**

Förord	1
Inledning	2
Bakgrund	3
Material och metod	7
Resultat och diskussion	12
Slutsats	22
Referenser	23
Tack	25

## **Förord**

*Examensarbete i markvetenskap, 30 högskolepoäng.Handledare har varit Monica Östman vid institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.*



## **Inledning**

Det finns många tusentals avfallsupplag i Sverige. Dessa upplag kan antagas utgöra ett allvarligt framtida hot mot både hälsa och miljö. Deponierna är ofta mycket dåligt dokumenterade, och de fysikaliska, kemiska och biologiska processer som styr hur retention och utlakning av förorenande ämnen sker är komplicerade och ibland svåra att generalisera över (Naturvårdsverket, 2002).

Skörbytippen i Bålsta, Håbo kommun, är i stora delar sammansatt av industri- och hushållsavfall från 1960-talet. Den samlade riskbedömningen har resulterat i riskklass 1 enligt bedömningsgrunder ur Metodik för Inventering av Förorenade Områden (fas 1) i en riskklassning utförd av Gudrun Sjöberg (2005). De faktorer som ligger till grund för klassningen är det deponerade avfallets sammansättning och mängd, samt de bedömt stora spridningsförutsättningarna till mark, ytvatten och grundvatten.

Tippens utbredning bedöms vara ca fem hektar och den sammanlagda mängden deponerat avfall uppskattas till 500 000 kubikmeter avfall, främst bestående av stora mängder gipsavfall från Gyproc AB:s fabrik. I övrigt utgörs avfallet av exempelvis emballage av zinkvitt och kromsyra, lantbruksavfall, skrotbilar, oljefat, batterier, samt olje- och bensinslam.

Tidigare dokumentation visar att tippen är anlagd på myrmark med påtagligt yttlig grundvattennivå (<0,5m). Deponiområdet domineras av lera/siltig lera och berg i dagen, och det finns skäl att anta att spridning av föroreningar kan ske både i ytvatten, i kanten mellan lera/berg och i eventuella sprickzoner (Meijer, 1984).

Den huvudsakliga lakvattendräneringen har i tidigare undersökningar antagits ske huvudsakligen genom ett dike/krondike i direkt anslutning till Skörbytippen, vilket leder vidare ut i Kalmarviken. I detta dike har tidigare uppmätts förhöjda halter av zink i ytvattnet. Prover har även visat på förhöjt pH och konduktivitet samt höjda halter av det kemiska syrebehovet (COD) och  $\text{NH}_4$  i krondiket, jämfört med de referensprover som tagits i ett uppströms liggande dike. Eftersom MIFO (fas 1) i den samlade bedömningen av den nu nedlagda deponin i Skörby industriområde resulterade i att både spridningsförutsättningarna och föroreningarnas farlighet bedömdes som mycket allvarliga finns det god anledning att göra en mer genomgripande undersökning i anslutning till deponin (Sjöberg, 2005).

Syftet med det här arbetet har varit att genom provtagning av ytvatten, mark och sediment undersöka i vilken utsträckning utlakning från Skörby deponi gett upphov till förhöjda halter av bl a tungmetaller i anslutning till det krondike som löper från tippen till Kalmarviken. Proverna analyseras i laboratorium för att ge indikationer på huruvida dessa föroreningar kan tänkas utgöra ett hot mot miljön i området. Baserat på tidigare provtagningar kan det antagas att lakvatten från tippen bidragit till att utlakning från tippen bland annat medfört att miljöstörande tungmetaller transporterats längs krondiket med ytvattenflödet.

## **Bakgrund**

För att kunna göra riskbedömningar avseende deponier är det viktigt att känna till i vilken fas deponin befinner sig. I alla deponier pågår ständigt biologiska, kemiska och fysikaliska processer. Dessa processer kan indelas i mer eller mindre distinkta faser, vilka i sin tur påverkar exempelvis mobiliteten av metaller i avfallsupplaget. Faserna kan översiktligt indelas enligt följande (Öman, 1991):

- \* Initial fas
- \* Syre- och nitratreducerande fas
- \* Sur anaerob fas
- \* Metanbildande anaerob fas
- \* Humusbildande fas

Indelningen grundas i första hand på den biologiska nedbrytningen av organiskt material i avfallet. Vid mikroorganismernas respiration utvinns energi när elektroner transporteras från oxiderbara komponenter till tillgängliga elektronacceptorer. Elektronacceptorerna används i en ordning som motsvarar fallande redoxpotentialer, och redoxpotentialen sjunker kontinuerligt ända fram till den avslutande humusbildande fasen.

Omvandlingsfaserna påverkas även av utlakning, hydrolys av högmolekylära föreningar, borttransport av kolloider, lösta ämnen och fasta partiklar, gasavgång, bildning av fällningar samt sorption.

I alla faser hydrolyseras icke löst organiskt material till lågmolekylärt löst material, vilket är det material som enklast kan brytas ned organiskt. Under hydrolysen ökar lakvattnets kemiska och biokemiska syreförbrukning, medan nedbrytningen av organiskt material minskar den kemiska och biokemiska syreförbrukningen. Under alla faser tränger syre in i upplaget, men den aeroba zonen begränsas efterhand till upplagets översta skikt. Den aeroba zonen kan öka igen under den avslutande humusbildande fasen.

### Initial fas

Karakteriseras av en relativt liten biologisk nedbrytning av materialet. För att nedbrytningsprocesserna ska kunna accelerera krävs att temperaturen i deponin får en chans att stiga och att processerna inte hindras av exempelvis torka och toxiska föreningar. Ingen gas avgår under den initiala fasen.

### Syre- och nitratreducerande fas

En relativt kort fas som kännetecknas av aerob respiration och denitrifikation. Den biologiska aktiviteten är hög vilket ger upphov till att en stor mängd värme produceras. Syre och nitrat är de oxidationsmedel som används när löst organiskt material används som kol- och energikälla. Nedbrytningen leder till att koldioxid, vatten och kvävgas bildas. När allt syre och nitrat är förbrukat inleds den sura anaeroba fasen.

### Sur anaerob fas

Här sjunker redoxpotentialen ytterligare i och med sulfatreduktion och fermentation av organiskt material. Fermentationen karakteriseras av att både elektronacceptor och -donator utgörs av organiska föreningar. Under fermentationen fermenteras lågmolekylärt organiskt material till flyktiga fettsyror, alkoholer, väte och koldioxid, vilka i sin tur fortsätter att omvandlas till ättiksyra, väte och koldioxid. Sulfatreducerande bakterier förbrukar i sin tur väte och reducerar sulfat till vätesulfid, samtidigt som de omvandlar ättiksyra och flyktiga fettsyror till koldioxid. Under den sura anaeroba fasen når koldioxidhalten i upplaget sitt maximumvärde. Vätgasproduktionen ökar och mängden kvävgas sjunker avsevärt.

På grund av att karboxylsyror produceras sjunker pH i lakvattnet till mellan 4 och 5. En stor del av lakvattnets totala innehåll av organiskt kol (TOC) utgörs av flyktiga fettsyror, vilka är lågmolekylära föreningar och bidrar till att lakvattnet även har höga värden vad gäller COD och BOD (biologiskt syrebehov), i jämförelse med senare omvandlingsfaser.

Lösligheten av metaller ökar pga det låga pH-värdet. Här förekommer även komplexbildning av metaller med de flyktiga fettsyror som förekommer i riklig koncentration. Lakvattnet karakteriseras i den här omvandlingsfasen av både höga metallhalter och en hög konduktivitet. Utfällningar av metaller med producerad sulfid kan också bildas under den sura anaeroba fasen. Så länge vätesulfidhalten är hög och pH är lågt hämmas de metanproducerande bakterierna.

### Metanbildande anaerob fas

De metanproducerande bakterierna omvandlar främst väte och koldioxid eller ättiksyra till metan, vilket innebär att redoxpotentialen sjunker ytterligare. pH buffras nu inte längre av organiska syror utan av bikarbonatsystemet. Metanproducerande bakterier kan även utnyttja andra lågmolekylära föreningar, och i lakvattnet kan man tydligt se hur fettsyror förbrukas samtidigt som andelen producerad metangas stiger.

När koncentrationen av flyktiga fettsyror sjunker börjar pH stiga igen, vilket ökar lösligheten av koldioxid i lakvattnet och leder till att mängden lösta oorganiska ämnen i lakvattnet minskar. I och med detta sjunker lakvattnets konduktivitet. Parallellt med att syrorna bryts ned minskar koncentrationen av organiskt kol i lakvattnet. Då koncentrationen av fettsyror minskar, minskar också koncentrationen av lösta och komplexbundna metaller i lakvattnet när pH stiger, vilket även till viss del beror på att metallsulfider har bildats.

Totalhalten kol minskar i lakvattnet, och TOC utgörs nu till största delen av humusämnen. En tydlig omfördelning av TOC har skett sen den sura anaeroba fasen. Omsättningen av organiskt material sker långsammare nu, då tillväxhastigheten för metanproducerande bakterier är vesäntligt lägre än för syraproducerande bakterier. Mot slutet av den metanbildande anaeroba fasen sker en ökad hydrolys av cellulosa och hemicellulosa.

### Humusbildande fas

Den bakteriella aktiviteten minskar när substratet blir allt svårare att bryta ned. Produktionen av deponigas minskar och aeroba zoner kan bildas i deponins yttre skikt. Den här syretillförseln medför att redoxpotentialen ökar igen. Kompaktering och övertäckning/beväxning är två metoder som kan minska diffusionen in i avfallsupplaget. Humusliknande föreningar bildas, vilka komplexbinder och remobiliserar metaller, i synnerhet bildas stabila komplex med bly. Om syretillgången ökar kan metallsulfider oxideras och metaller gå i lösning.

Den initiala fasen är svår att tidsbestämma, då den beror helt av yttre faktorer såsom temperatur. Den syre- och nitratreducerande fasen kan tänkas pågå i c:a en vecka, varpå faserna blir successivt längre och längre. Den humusbildande fasen kan tänkas pågå i mer än 1000 år.

### Tungmetallers rörlighet i deponier

Enligt Bozkurt *et al* (1999) påverkas rörligheten starkt av pH, redoxförhållanden och tillgången på substanser som kan binda metallerna genom sorption, etc. Studier visar att utlakningen stadigt minskar fram till och med den metanbildande anaeroba fasen. Förändrade förhållanden kan dock tänkas ge upphov till radikala förändringar i tungmetallernas rörlighet under den humusbildande fasen, exempelvis om syretillgången i deponin ökar.

### Metodik för Inventering av Förorenade Områden

Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO) beskriver ett inventeringsförfarande indelat i två faser, där den inledande fasen kan genomföras till en relativt låg kostnad. Fas 1 utgörs av *orienterande studier och riskklassning* vilka är avsedda att ge underlag för fas 2, *översiktliga undersökningar och ny riskklassning*. Riskklassningen är i första hand tänkt att utföras av länsstyrelser och kommuner med hjälp av statlig finansiering.

I den första fasen görs ett försök att sammanställa information om förväntade föroreningar, deras möjliga utbredning och exponering mot människa och miljö. Sammanställningen görs med utgångspunkt i exempelvis intervjuer med personer med lokalkännedom, fotografier, kartor, industrilitteratur, arkiverat material vid miljöförvaltningar/länsstyrelser, platsbesök, etc.

De objekt som misstänks vara förorenade enligt riskbedömningen för fas 1 kan sedan, enligt vissa prioriteringsprinciper, bli aktuella för den betydligt mycket noggrannare (och kostsammare) andra fasen (Naturvårdsverket, 1999).

Om behov föreligger inleds nu fas 2 i inventeringsförfarandet. Insamlingen av data bör ge svar på många frågor runt förhållandena inom och runt ett undersökt objekt. Den samlade riskbedömningen är en sammanvägning av:

- \* föroreningarnas farlighet
- \* föroreningsnivå
- \* spridningsförutsättningar
- \* områdets känslighet/skyddsvärde

Bedömningen av föroreningarnas farlighet baseras på Kemikalieinspektionens klassificeringar. Det tas ingen hänsyn till eventuella samverkans effekter hos olika miljöfarliga föreningar.

Föroreningsnivån hos ett undersökt objekt är en sammanvägning av fyra delar, nämligen tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd förorening och volym förorenade massor. Varje förorenande ämne bedöms separat i vart och ett av de medier det förekommer. För att bestämma tillståndet för mark används "svenska riktvärden för förorenad mark" som beskriver vilka halter som ger/inte ger varken kort- eller långsiktigt negativa effekter på människa och miljö. För ytvatten och sediment saknas i stora delar väl underbyggda riktvärden.

Jämförvärdet ska motsvara den halt som objektet skulle ha om det inte påverkats av någon förorenande "punktkälla". Det ska avspegla den naturliga förekomsten och eventuell diffus antropogen påverkan. Detta medför att urbana miljöer har relativt högre jämförvärden än andra miljöer. Det har gjorts inventeringar av mark, grundvatten, ytvatten och sediment, och det finns databaser över jämförvärden från både "naturliga" och urbana miljöer att tillgå.

Mängdbedömningen relateras till föroreningarnas farlighet, och är svår att ange generellt, då vissa ämnen är såpass giftiga att även mycket små mängder anses vara mycket farliga. Volymen förorenade massor anses ha ett linjärt samband med den bedömda risken.

När det gäller spridningsförutsättningarna görs en rimlig bedömning av om och i vilken utsträckning spridning av föroreningar pågår, och i vilken omfattning. I fas 1 används bl a kartmaterial och en översiktlig analys av grundvattnets hastighet och strömningsriktning. I fas 2 ingår även resultat från fältarbetet, borrhiningar och geokartläggning. I analysen ingår Borrhålsskisser, spridning från och till byggnader, spridning i mark och grundvatten, spridning från mark och grundvatten till ytvatten, spridning i ytvatten och föroreningars utbredning i sediment.

Bedömningen av eventuella risker delas in i en känslighetsbedömning för människa och en skyddsvärdesbedömning för miljön. Känslighetsbedömningen sker på individnivå. Uppgifter om miljöns skyddsvärde kan ofta hämtas från naturvårdsplaner och olika typer av naturinventeringar.

### Samlad riskbedömning - Riskklassning

Objektets slutgiltiga riskklassning åskådliggörs i en graf, där föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och känslighet/skyddsvärde plottas in. Risken betraktas som en sammanvägning av sannolikhet och konsekvens, där sannolikheten motsvaras av spridningsförutsättningarna, och konsekvensen av de tre andra aspekterna.

Skärningspunkternas placering i grafen är avgörande för objektets slutgiltiga riskklassning (Naturvårdsverket, 2002).

## **Material och metod**

### **Lokal**

Skörbytippen är belägen på myrmark med underlagrande glacial lera med en mäktighet mellan 1,5 och 4,5 meter. Jorden består av lerig silt samt siltig-sandig morän ovan berg. Det har även påträffats svallsediment direkt väster om upplaget. På platsen finns ett större moss/torvmarksområde i sydost. Sydväst och nord/nordväst om deponin går berghällar i dagen. (Sjöberg, 2005). En inventering utförd av J-E Meijer (1948) påvisade ett dike direkt söder om tippen samt ett krondike mindre än 100 meter söder om upplaget. Direkt söder om tippen ligger nu Benders AB takpannefabrik. Närrecipenter kan antagas vara diverse mindre diken, ett krondike beläget syd/sydväst, vilket fortsätter ut till Mälaren via Kalmarviken, samt en mossmark öster om deponiområdet.

Krondiket passerar en rad olika miljöer på sin väg ut till Kalmarviken (se fig. a), med början i ett mindre skogsparti i närheten av Benders takpanneindustri. Sedan följer en sträcka med jordbruksmark lagd i träda, samt brukad jordbruksmark. Ytterligare 2600 m nedströms passerar diket nära ett radhusområde, där diket fylls på av ett flertal mindre dagvattenutsläpp. Efter ytterligare en sträcka med brukad mark passerar diket ytterligare ett mindre industriområde innan det slutligen når Mälaren via Kalmarviken (Sjöberg, 2005).

Tidigare dokumentation visar på att tippningen utförts på myrmark, där grundvattennivån låg grundare än 0,5 m. Jordartskartor visar att området under och runt deponin utgörs av lera och berg i dagen. Spridning av föroreningar antas kunna ske även i kanten mellan lera-berg, samt i sprickzoner (Sjöberg, 2005).

### **Klimat och nederbörd**

Deponiområdet ligger i Bålsta, 40 km nordväst om Stockholm (60°32'N, 17°37'E). Den genomsnittliga årliga nederbörden är 600 mm, och medeltemperaturen ligger runt 7°C, med maxtemperaturer i juli (medel 18°C) och minimitemperaturer i januari (medel -5°C), uppgifter från Monica Östman (2008).

## Karta över krondike och provtagningspunkter



*Fig a. Karta över provtagningsområdet*

## Kartnyckel - beskrivning av provtagningspunkter

1. Referens. Taget uppströms från Skörby deponi. Diket var torrlagt vid provtagningsstillfället. Jordprovet togs c:a två meter öster om diket och var eventuellt podsoliserat. Inget lakvattenprov kunde tas. (100 m uppströms)
2. Skörby deponi. Strax söder om tippen, c:a fem meter från Bender AB's parkeringsplats. Tre prover togs. Det översta var blåsvart och illaluktande, och det understa bestod av svart jord med hårda, ljusa utfällningar – eventuellt  $\text{CaCO}_3$ . Inget lakvattenprov kunde tas. (0 m)
3. Mosse. Mossmark belägen i ett mindre skogsparti sydost om Skörbytippen. Taget som referens till provtagningspunkt nummer två. Det övre provet bestod av förna, och det undre mestadels av mineraljord. Inget lakvattenprov kunde tas. (0 m)
4. Bender industri. Provtagningen skedde där diket norrifrån blandades med ett flöde från Bender AB takpanneindustri. Här iakttogs ett kraftigt gulfärgat sediment, förmodligen av industriellt ursprung. En starkt kemisk lukt kunde kännas i anslutning till sedimentet. De lakvattenprover som insamlades hade en svag "oljefilm" på ytan. (200 m nedströms)
5. Dikeskors. Beläget på åkermark. Vattenprovet insamlades i en stillastående pöl mitt i dikeskorset, och jordprovet togs vid kanten av åkern c:a fem meter nordost om diket. Sedimentprovet togs i det torrlagda diket. Åkerfältet var stadt i träda. (400 m nedströms)
6. Skörbyleden. Sedimentproverna är tagna i diket nedströms från Skörbyleden, i närheten av en vändplan vid Skärvstensvägen. Jordproverna togs c:a två meter ifrån dikeskanten. Det var blygsamt med vatten i diket då vattenproverna insamlades. Sedimentproverna var mycket mörka. Marken var lös vid tagning av jordprover. (600 m nedströms)
7. Prästängen norra. Provtagningsplatsen är belägen i anslutning till ett mindre bostadsområde, precis nedströms från en mindre brokulvert. Jordproverna togs c:a tre meter från en runsten i höjd med kulverten. Grunt vatten i diket. Sedimentprovet innehöll många mindre stenar. (2600 m nedströms)
8. Prästängen södra. Mellan provtagningspunkt 7 och 8 mynnar två stycken dagvattenutsläpp i krondiket. Proverna är tagna i anslutning till det sista utsläppet. Sedimentproverna var mycket mörkt färgade och luckra. (3000 m nedströms)
9. Bista norra. Provtagningen skedde tio meter uppströms från en telestolpe, i anslutning till en linåker. Jordprovet togs c:a tre meter från dikets kant. Undre sedimentprovet mycket mörkt. Det övre sedimentprovet var gråbrunt med fåtaliga rödaktiga utfällningar. Vattenproverna var klara. (4400 m nedströms)
10. Bista södra. Tio meter nedströms från telestolpe. Jordprovet taget tre meter från en åkerbrunn belägen vid linåkerns kant. Sedimentprov och vattenprov liknar de som togs vid provtagningspunkt 9. (4800 m nedströms)



### Insamling av prover

Tillstånd för att utföra markundersökningar på Håbo kommuns samt HÅFAB:s fastigheter utfärdades av Fredrik Nestor efter besök på Håbo Kommun. För att bestämma aktuella provtagningspunkter användes områdeskartor med uppgifter om kända tillflöden och utsläppspunkter samt rekognoscering på plats. Provtagning skedde längs krondikets hela utsträckning, främst i anslutning till de platser som på förhand kunde antagas ha de högsta föroreningsnivåerna. Tre olika typer av prov samlades in enligt nedan:

1. Sedimentprover togs direkt i diket med hjälp av spade, då konsistensen var alltför lös för att markkarteringborr skulle kunna användas. Där provplatsen medgav togs två prover på varje plats, ett ytsedimentprov, samt ett prov c:a 15 cm ned i dikesbotten. Sedimentproverna samlades in i plastpåsar vilka tömdes på luft och förseglades. I samband med sedimentprovtagningen mättes även sedimenttemperaturen på varje plats.
2. Markprover togs i anslutning till varje sedimentprovtagningsplats, på ett avstånd av 2-5 m ifrån själva krondiket. På varje markprovtagningspunkt togs sju stick med provtagningsborr inom en yta på en kvadratmeter vilka kombinerades till ett prov. Markproverna samlades in i markkarteringskartonger av papp.
3. Provtagning av lakvattnet utfördes direkt i diket med hjälp av syradiskade glasflaskor. På varje provtagningsplats fylldes två flaskor. Mynningen vändes motströms och flaskorna toppfylldes för att undvika kontamination och oxidation (Malmberg *et al*, 2000a).

## Provberedning och fysikalisk analys

### *1. Provberedning*

Jord och sedimentprover vägdes in och torkades i ventilerad ugn i 35°C under två dygn. Proverna maldes och siktades maskinellt så att endast konstorleksfraktioner <2mm återstod. Proverna vägdes ånyo för att bestämma hur stor del av provet som utgjordes av grus och sten (>2mm).

### *2. Fältvattenhalt och glödförlust*

TS-halten bestämdes genom att c:a 15 g av de färskna proverna torkades i värmeskåp (105°C) över natt. Proverna vägdes före och efter torkning. Glödförlusten bestämdes genom att hetta upp samma prover till 500°C i föraskningsugn under tre timmar. Proverna vägdes före och efter föraskningen.

## Kemisk analys, enligt MIFO Analys- och testmetoder (Naturvårdsverket, 1999)

### *1. pH*

10 g färsk jord vägdes in i centrifugrör, och skakades i 4h tillsammans med 20ml dubbelrenat vatten. Efter sedimentation mättes pH kalibrerat mot buffertlösningar pH 4 och pH 7. Samma procedur användes för de torkade proverna. Lakvattnets pH mättes direkt i vatten som fått stå och sedimentera i 2h.

### *2. Konduktivitet*

Konduktivitet mättes direkt i lakvattnet, vilket lämnats att sedimentera i c:a 2h.

### *3. Utbytbara ämnen*

Andelen växttillgängliga utbytbara ämnen bestämdes enligt följande metod. Cirka 5 gram lufttorrt prov vägdes in och skakades i 2h tillsammans med 100ml 1M ammoniumacetat. Proven filtrerades genom OOH-filterpapper. De utbytbara halterna bestämdes slutligen med hjälp av induktivt kopplad plasma (ICP).

### *4. Uppslutning*

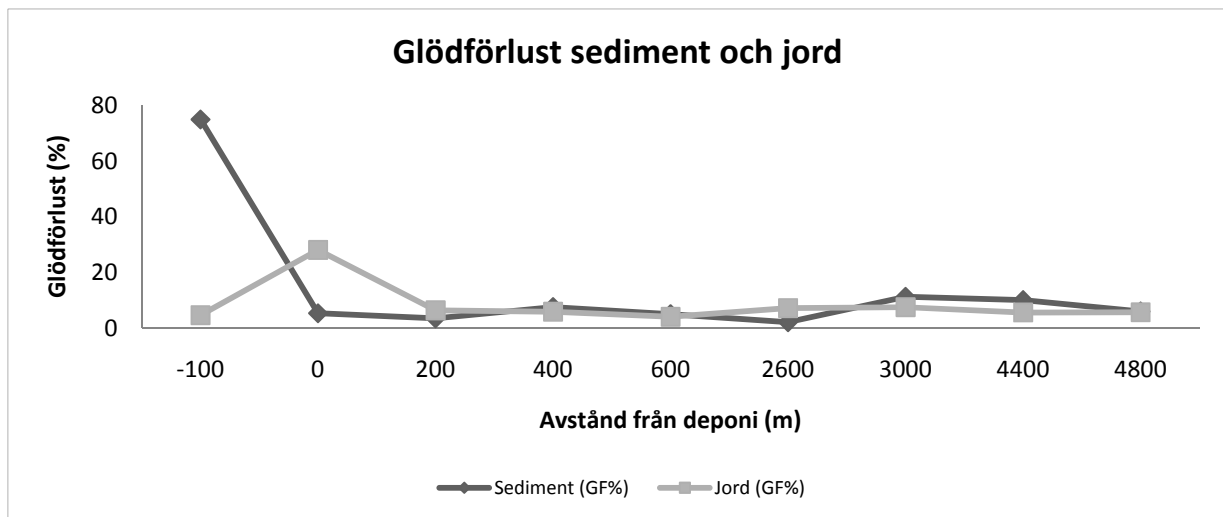
Bestämningen av totalhalten spårmetaller i jord utfördes enligt svensk standard SS028311 (referens). Cirka två gram lufttorrt prov vägdes in i kjeltecrör. Till varje rör tillsattes 20ml 7M HNO<sub>3</sub> (renhet pro analysi) med hjälp av vogelpipett, och proven uppslöt under lock vid 120°C i två timmar. Efter avslutad uppslutning läts proven svalna i dragskåp, filtrerades med hjälp av syradiskade filterhållare och OOH-filterpapper (porvidd 0,45µm) och späddes med dubbelrenat vatten till 50 ml. Metallhalterna i jordproven bestämdes slutligen med hjälp av induktivt kopplad plasma (ICP).

### *5. ICP Enligt Sparks (1996).*

## Resultat och diskussion

### Glödförlust och fältvattenhalt

Andelen organiskt material varierar ganska kraftigt längs diket. Vid referenspunkten -100 meter uppströms från deponin närmar den sig 80 % för sedimentprovet (*fig. b*). Kanske kan detta förklaras av att organiskt material från de omgivande markerna ansamlas på botten av det uttorkade diket under den torra delen av året. Vid provpunkten "Skörby södra"- själva deponiområdet - stämmer referensprovets TOC väl överens med det vi känner till om deponin, nämligen att den är anlagd på mossmark. Det lägre värdet för sedimentprovet förklaras av att det i det här fallet inte är ett egentligt sedimentprov, utan provet är tagit strax nedanför den nu övertäckta deponin, i den jord som transporterats dit för att försegla tippen. Kolinnehållet i sedimentproverna stämmer väl in på diskussionen kring flera av resultaten från ICP:n, speciellt med avseende på zink- och kopparhalterna (se nedan).



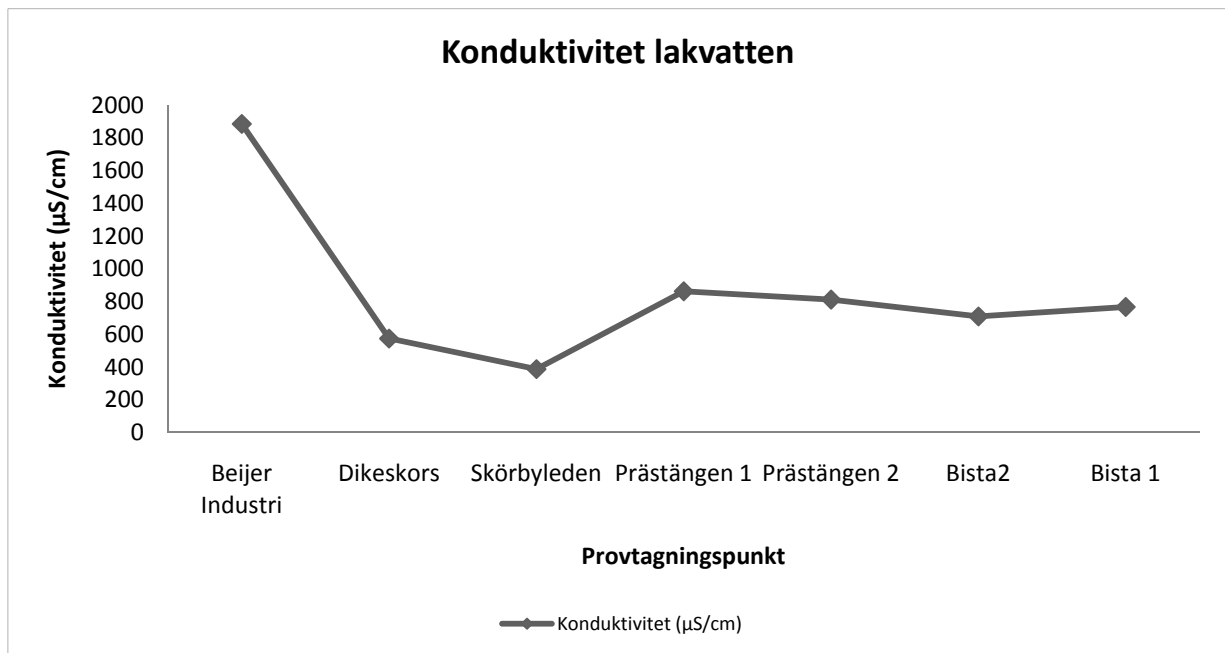
*Fig b. Glödförlust. Figuren visar hur halten organiskt material (GF%) varierar med avståndet från deponiområdet.*

### Temperatur i fält

Temperaturerna varierade vid mätillfället mellan 17 och 19°C i sediment och lakvatten, förutom vid Benders takpanneindustri, där temperaturen uppmättes till 14°C. Detta kan tänkas bero på att grundvattnet här tränger fram i dagen, och/eller att industriområdet har ett avlopp som mynnar här. Kanske kan det även delvis förklaras av att diket här ligger mer i skugga än det gör längre nedströms. Tyvärr saknas temperaturdata uppströms från den här mätpunkten på grund av att diket var torrlagt vid provtagningen.

### Konduktivitet lakvatten

Den uppmätta konduktiviteten i lakvattnet (*fig. c*) visar ett tydligt samband med det iakttaga utsläppet från Benders takpanneindustri. Just vid denna punkt är salthalten förhöjd. Eftersom diket uppströms från deponiområdet vid tillfället för provtagningen var torrlagt saknas bra jämförvärden för konduktiviteten i området.



*Fig c. Konduktivitet lakvatten. Figuren visar hur konduktiviteten i lakvattnet varierar längs krondiket.*

### pH lakvatten

pH i krondiket (*fig. d*) ligger generellt relativt högt, mellan 7,5 och 8. Anmärkningsvärt är det extremt höga pH-värdet som uppmättes i anslutning till ett avlopp från Beijers takpanneindustri. Två provpunkter resulterade där i ett medelvärde på 9,6. Det måste dock betraktas som osäkert om det höga värdet uteslutande är beroende av Benders takpanneindustri eller om det även föreligger påverkan från deponiområdet. Noggrannare mätningar måste utföras för att säkert bestämma detta. Uppströms från deponiområdet var diket torrlagt, vilket medför att det saknas näraliggande referensvärden för det uppmätta pH-värdet i diket. Delvis kan de höga nivåerna förklaras av de stora mängder gipsavfall som deponerats på Bista.

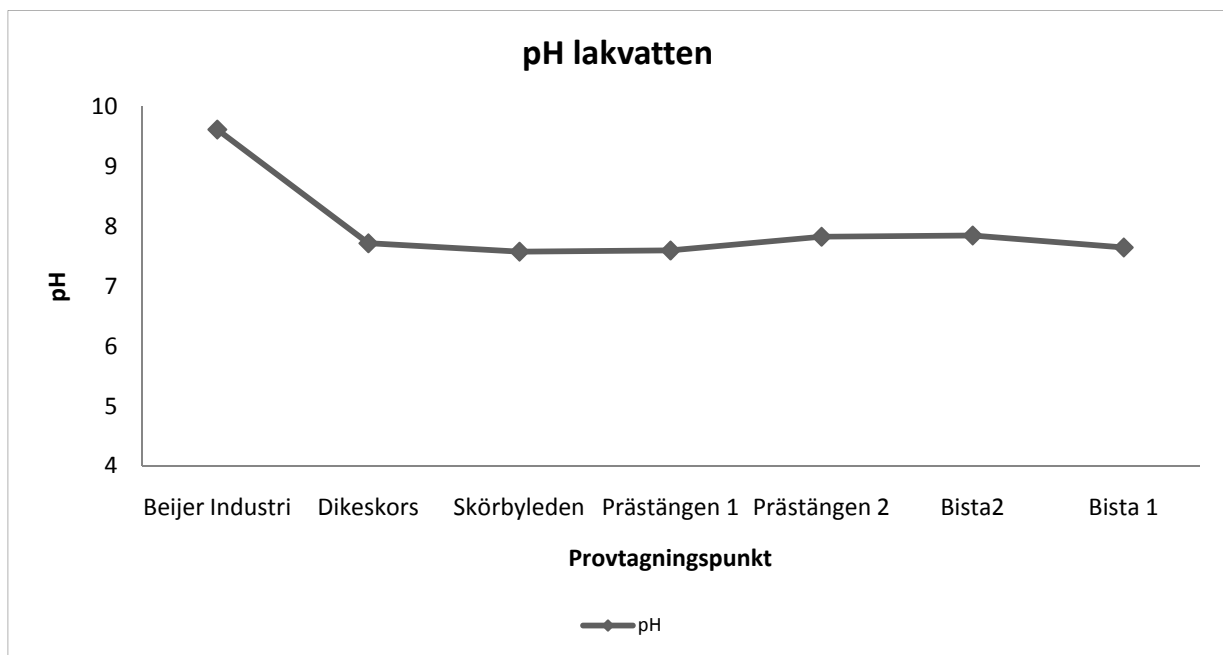


Fig d. pH lakvatten. Figuren visar hur pH i lakvattnet varierar längs krondiket.

### Deponins omvandlingsfas

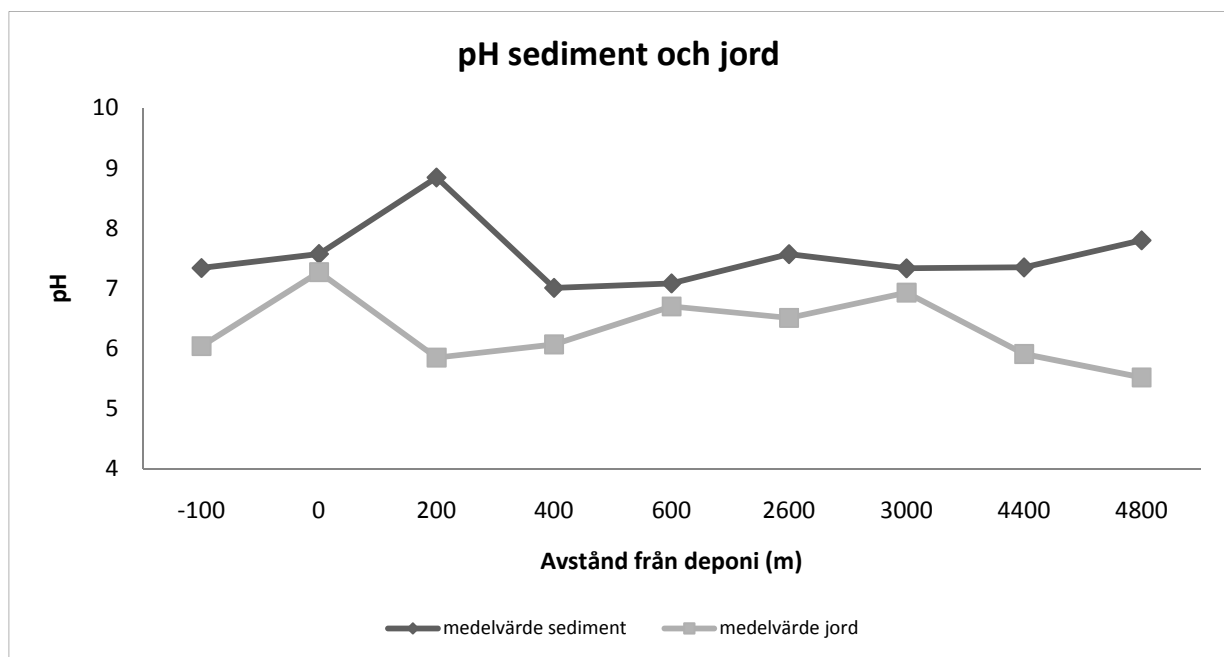
Eftersom pH i lakvattnet ligger så pass högt kan vi anta att avfallsupplaget Skörby deponi befinner sig i den metanbildande anaeroba fasen. Detta skulle innebära att redoxpotentialen i deponin är låg och att pH i deponin har stigit från sin lägsta nivå. Detta skulle också innebära att koncentrationen av lösta och komplexbundna metaller i lakvattnet har reducerats, delvis på grund av att metallsulfider bildats i deponin.

### Växttillgänglighet, tungmetaller

ICP-analysen av sediment och referensjordar visar på mycket små halter av växttillgängliga tungmetaller i proverna. Generellt gäller att endast en eller två specifika punkter visar tillförlitliga värden för tungmetallhalterna, i övrigt är standardavvikelsen för hög. Det kan därför antas att de tungmetaller som finns längs diket är förhållandevis hårt bundna i marken.

### pH sediment- och jordprover

Data visar att sedimentprovernans pH generellt är nästan en enhet högre än de referensprover som tagits i nära anslutning till diket (*fig. e*). Detta indikerar den sedimenterade jordens pH har påverkats relativt kraftigt av det vatten som runnit i diket. De höga värdena skulle kunna tyda på att urlakningen av Skörbytippen har resulterat i urlakning och transport av  $\text{Ca}^+$  från de närmare 500 000 kubikmeter gips som deponerats på tippen. Den slutsatsen problematiseras av att det uppströms liggande sedimentprovet också uppvisar ett högt värde. En rimlig förklaring skulle kunna vara att den provpunkten trots sitt läge har påverkats av det gipsavfall som deponerats under årens lopp. Det finns ingen exakt dokumentation angående hur deponeringen skett eller hur transporterna till och från området har ägt rum. Kanske kunde provpunkten vid -100 meter även tänkas ha påverkats av hur det ytliga grundvattnet rör sig i området och/eller av hur avrinningen från Skörby ser ut. Vid den provtagningsplats där pH närmar sig nio fanns vid provtagningsstillfället tydliga spår efter någon typ av förorening från Beijers takpanneindustri, i form av en gulaktig sedimentering i diket. Vi kunde även känna en stickande kemisk lukt i samband med provtagningen. I naturen anses ett pH-värde som överstiger 8.5 indikera förekomst av lösligt eller utbytbar  $\text{Na}^+$ , men det kan inte utan vidare antagas vara fallet här.



*Fig e. pH sediment och jord. Figuren visar hur pH-värdet i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet.*

## Koppar

Koppar adsorberas i allmänhet starkt av de flesta av markens kolloider, exempelvis i humus och leror. Adsorptionen stiger i normala fall med pH.  $\text{Cu}^{2+}$  bildar starka komplex med organiskt material och på organiska jordar kan stora mängder kopparsalter deponeras utan att tas upp av växterna i någon större utsträckning. Koppar betraktas som ett icke-mobilt spårelement i jordar med neutralt pH, med mycket måttlig migration i marken. Under kraftigt alkalina förhållanden ökar mobiliteten, då  $\text{Cu}^{2+}$  gärna komplexbinder med humus. Vid normala pH är den största mängden icke precipiterat koppar i marken organiskt bundet. Naturlig toxicitet kan uppstå på jordar skapade av kopparsulfidrika mineraler. Då koppar är mycket vanligt förekommande i olika former av avfall gör fytotoxiciteten att höga halter av koppar ofta är en begränsande faktor för slamspridning på åkermark.

Eftersom koppar är svårörligt vid neutrala pH-värden är det troligast att de höga halterna vid 3000 meter inte beror av deponin, utan att de istället härrör från föroreningar från dagvattenutloppen i närheten (fig. f). Eventuellt kan det röra sig om en ackumulering av organiskt material med ursprung i Bistatippen, vilket skulle kunna förklaras av komplexbildning med humus vid kraftigt förhöjda pH-värden orsakade av gipsavfallet, vilket sedan transporterats med lakvattnet. Halterna korrelerar relativt väl med glödförlusten, utom vid -100 meter, vilket indikerar att organiskt bundet material nedströms från deponiområdet innehåller större mängder koppar än det gör uppströms.

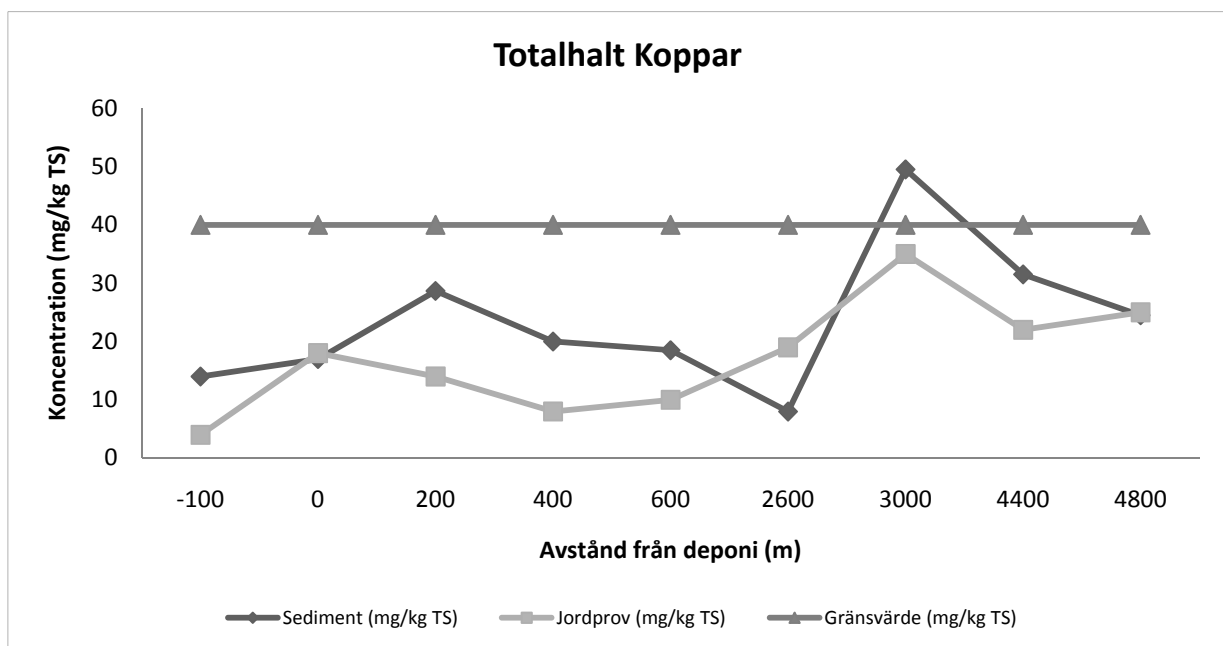


Fig f. Totalhalt koppar. Figuren visar hur kopparhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Gränsvärde för slamspridning inlagt för jämförelse. Alla medelvärden statistiskt signifikanta utom sediment 0 m.

## Kadmium

Kadmium är en lättlöslig tungmetall vid sura och oxiderande förhållanden. Kadmium kan anses vara relativt mobil, åtminstone i väl-dränerade och sura jordar. Lättrörligheten beror av att  $\text{Cd}^{2+}$  adsorberas svagt till organiskt material, leror och oxider vid pH lägre än sex. När pH stiger över sju faller  $\text{Cd}^{2+}$  gärna ut som  $\text{CdCO}_3$ , vilket medför att mobiliteten och växttillgängligheten minskar. Genom kalkning av sura jordar kan växtupptaget av kadmium kraftigt begränsas. Den låga lösligheten under reducerande förhållanden utnyttjas exempelvis vid risodling, då tidigare toxiska jordar kan ställas under vatten och brukas. Kadmiumföreningar har ofta sitt ursprung i tillverkningsindustrier, vägtransport, avloppsslam och konstgödning för åkerbruk. Kadmium kan även ackumuleras naturligt i torvjordar och svårdränerade jordar.

Då pH i krondiket är uppmätt till över sju vid alla provtagningspunkter är det tveksamt om de höga halterna vid 400 och 3000 meter beror på föroreningar från Skörbytippen (fig. g). Troligare är att 400-metersnivån kan förklaras av spridning av handelsgödsel på omkringliggande åkermark, och att 3000-metersnivån stammar från en kombination av handelsgödsel och föroreningar från dagvattenutsläppen. Måhända kan de höga halterna delvis även förklaras av ytvattentransport av organiskt material från uppströms liggande torvmarker.

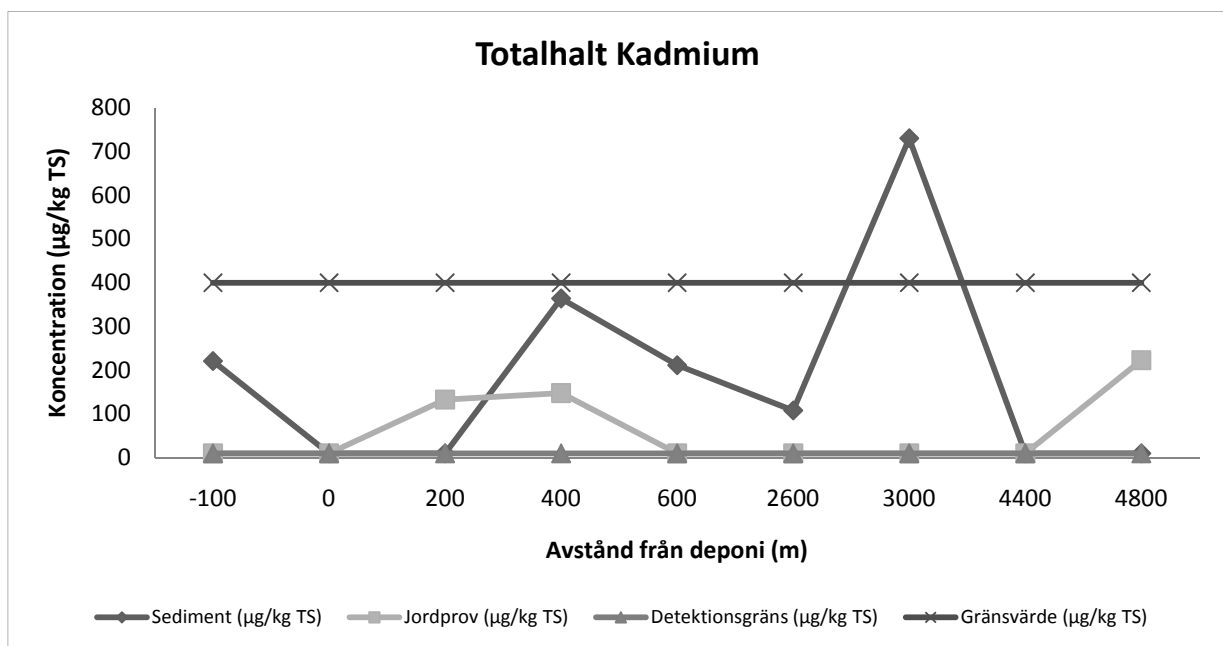


Fig g. Totalhalt Kadmium. Figuren visar hur kadmiumhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Detektionsgräns och gränsvärde för slamspridning inlagt för jämförelse.



## Zink

Under sura och aeroba förhållanden är zink relativt lätttrörligt i marken. Vid högre pH sjunker lösligheten markant då kemiska bindningar med exempelvis oxider, samt komplexbildningar med humusämnen uppstår. Mobiliteten under neutrala förhållanden är mycket låg. I svagt basiska jordar kan komplexbundet zink transporteras i lösning. Under starkt alkalina förhållanden kan även zinkhydroxider bildas vilket också ökar mobiliteten. De jordar som är kraftigt förorenade av zink kan uppvisa begränsad löslighet av  $\text{Zn}^{2+}$  vid pH-värden högre än 6, då zink enkelt precipiterar som -oxid, -hydroxid eller -hydroxykarbonat. Under sura och oxiderande förhållanden är zink ett av de mest lösliga och lätttrörliga spårämnena, eftersom det inte komplexbinder speciellt starkt med organiskt material vid låga pH. Trots att fytotoxiciteten är relativt låg föreligger zink ofta i så pass höga koncentrationer i exempelvis industriavfall, att det utgör ett reellt hot mot miljön.

De nedströms höga zinkhalterna längs i princip hela krondiket härstammar troligtvis från deponiverksamheten (*fig. h*). Komplexbildning och utlakning av zink kan rimligen antas förekomma vid de svagt basiska pH-nivåerna som uppmäts i lakvattnet. Att det rör sig om organiskt bundet zink bekräftas av hur väl zinkhalterna korrelerar med andelen uppmätt organiskt material i sedimentet (se *fig. b*). Zinkhaltiga organiska föreningar kan på detta vis förmodas ha transporterats ända ut till mälaren. En alternativ förklaring är att zinkhydroxider bildats vid kraftigt basiska förhållanden, vilka möjliggjorts pga gipsförekomsten i deponin. Dessa kan sedan ha transporterats i lösning längs dikets utsträckning. Uppgifter om förekomster av "zinkvitt" i deponin kan ha bidragit till föroreningarna.

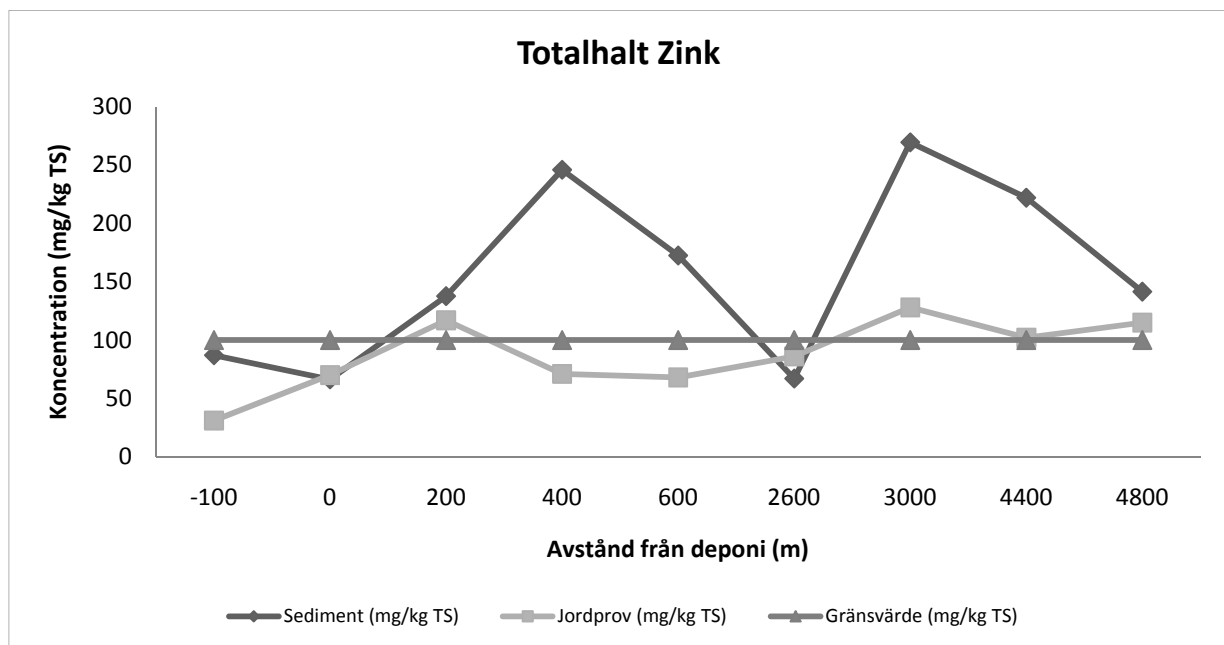


Fig h. Totalhalt koppar. Figuren visar hur zinkhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Gränsvärde vid slamspridning inlagt för jämförelse. Alla medelvärden statistiskt signifikanta utom sediment vid 0 m.

## Krom

I marken förekommer krom antingen som  $\text{Cr}^{3+}$  eller som kromat,  $\text{CrO}_2^{-4}$ . Oftast är det dock  $\text{Cr}^{3+}$ -formen som gäller, en mycket immobil katjon som komplexbinder kraftigt med organiskt material och även binder till oxider och leror, också vid relativt lågt pH.  $\text{Cr}^{3+}$  kan ersätta  $\text{Fe}^{3+}$  i mineralstrukturer och precipiterar som olösligt  $\text{Cr}(\text{OH})_3$  vid högre pH. På grund av detta är krom svårmobiliserad i de flesta miljöer, utom de mycket sura. Vid högre pH kan en liten del av kromjonerna oxideras till kromat, vilket är kraftigt toxiskt. Oxidationen drivs på av förekomsten av manganoxider. Anjonens löslighet och rörlighet är större, men toxiciteten motverkas av jordens förmåga att reducera kromat till  $\text{Cr}^{3+}$ . Krom räknas som ett immobilt ämne, vilket till och med är svårt att extrahera från jordar med hjälp av aggressiva kemiska metoder.

Det är svårt att se att det föreligger några föroreningar av krom med anledning av deponiverksamheten, detta trots att dokumentationen indikerar deponi av kromsyra (*fig. i*). Eventuellt kan det utläsas ett samband mellan TOC och kromhalten i sedimentproverna. Den förmodade immobiliteten hos krom bekräftas av mätdata.

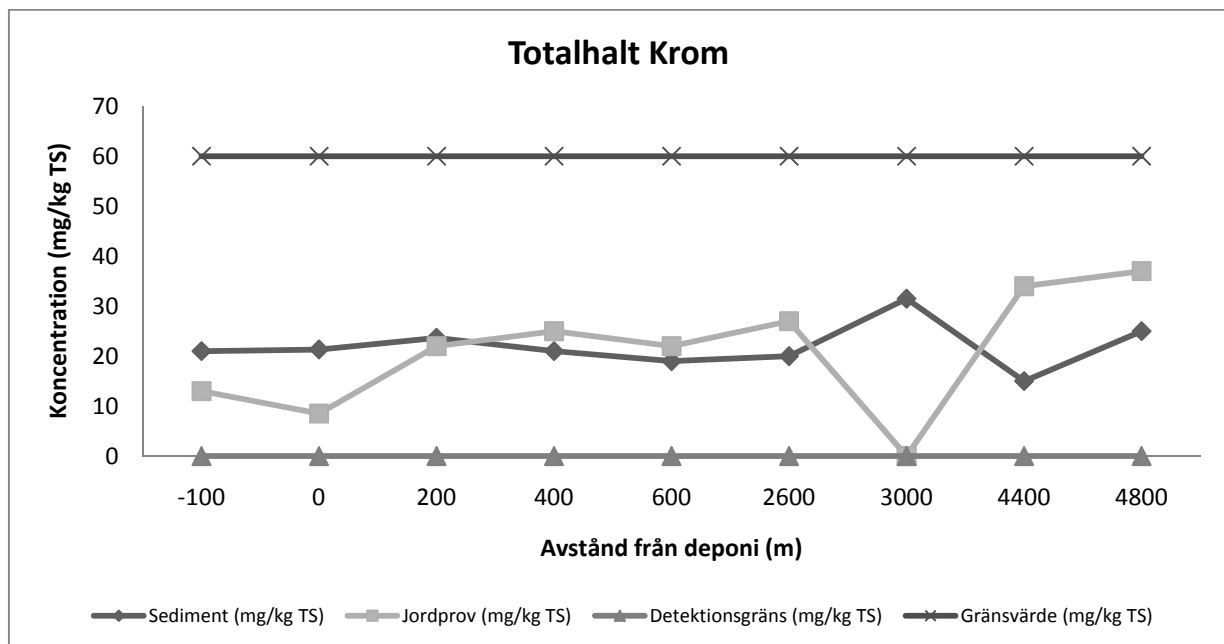


Fig i. Totalhalt Krom. Figuren visar hur kromhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Detektionsgräns och gränsvärde vid slamspridning inlagt för jämförelse.

## Bly

Bly föreligger oftast med oxidationstalet 2+ i marksammanhang. Under oxiderande förhållanden blir  $\text{Pb}^{2+}$  mindre lösligt då pH stiger, eftersom bly faller ut som -karbonat, -hydroxid eller -fosfat. I basiska jordar kan mobiliteten öka på grund av att det bildas Pb-organiska- och Pb-hydroxykomplex. Bly är den minst mobila tungmetallen i mark, speciellt under reducerande icke sura förhållanden. Eftersom  $\text{Pb}^{2+}$  komplexbinder starkt till organiskt material anrikas bly i markens övre humusrika skikt. Försök med jordar som förorenats av luftburet bly uppvisar små eller inga tecken på urlakning på längre sikt. Blynivåer i avloppsslam är generellt betydligt högre än i naturliga miljöer, delvis beroende på industriutsläpp.

När det gäller bly finns det inga tydliga indikationer på att det skett någon urlakning via krondiket (*fig. j*). Trenden är tvärtom att referensproverna har en högre halt av Pb än sedimentproverna. Det går inte heller att se någon direkt relation till TOC-halterna i proverna. Troligtvis är blymängderna i proverna främst avhängiga av närheten till trafikerade bilvägar och liknande föroreningskällor, något som skulle kunna förklara topparna vid 2600 och 4400 meter.

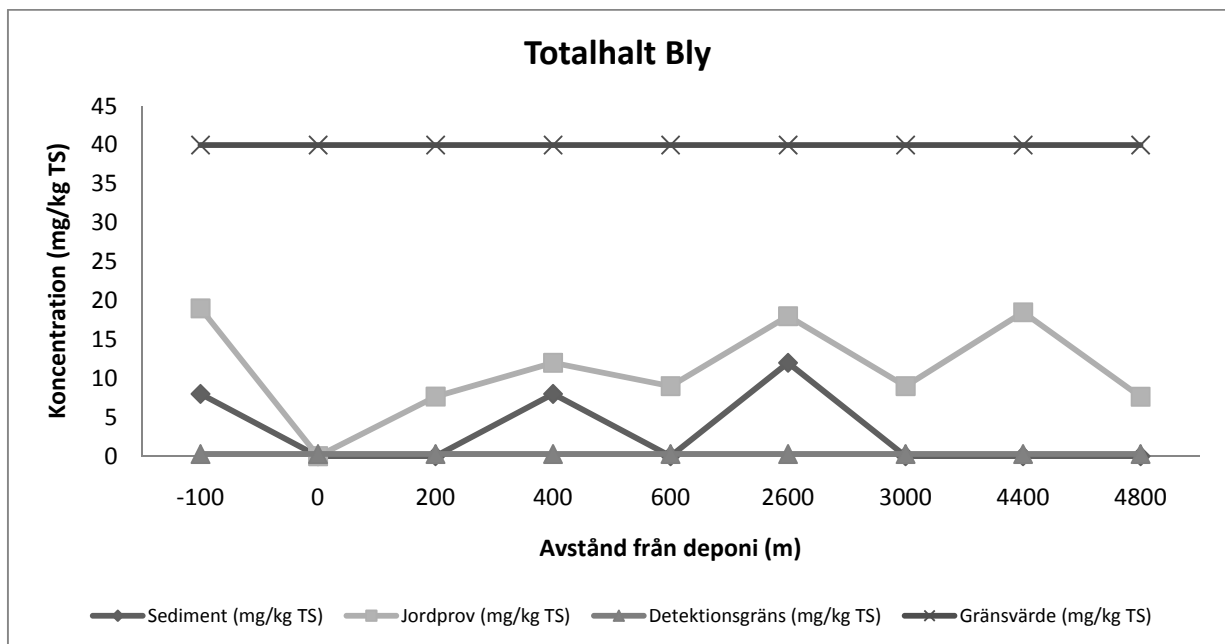


Fig j. Totalhalt Bly. Figuren visar hur blyhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Detektionsgräns och gränsvärde vid slamspridning inlagt för jämförelse.

## Nickel

$\text{Ni}^{2+}$  är nästan lika elektronegativ som  $\text{Cu}^{2+}$ , vilket gör att även nickel bildar mycket starka komplex med organiskt material. Nickel bioackumuleras i humus. Med den minsta divalenta katjonradien är det enkelt för  $\text{Ni}^{2+}$  att precipitera med Mn och Fe-oxider i marken. Lösligheten minskar markant vid pH över sex, medan den är att betrakta som normalhög i surare miljöer. Nickel är starkt fytotoxiskt och påträffas vanligtvis i exempelvis industriavfall och avloppsslam.

Trots att sedimentproverna på flera av provtagningsplatserna innehåller stora mängder organiskt material ger data inga indikationer på några högre halter i anslutning till diket (*fig. k*). Nickelhalten är högst i referensprovet taget uppströms från deponin och i jordbruksmarken 4400 meter nedströms, där det anmärkningsvärt nog närmar sig det tillåtna gränsvärdet för slamspridning. Halterna visar inga tydliga samband med totalhalten organiskt material i proverna eller med urlakning från deponin.

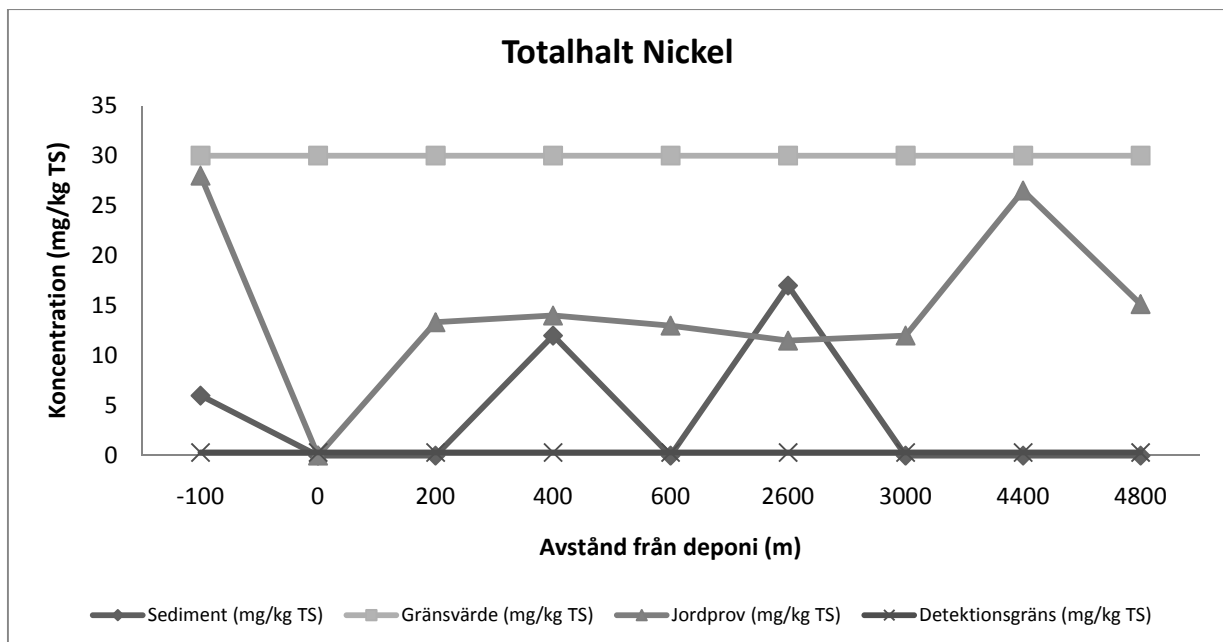


Fig k. Totalhalt Krom. Figuren visar hur kromhalten i sediment- och jordproverna varierar med avståndet från deponiområdet. Detektionsgräns och gränsvärde vid slamspridning inlagt för jämförelse.

### **Slutsats**

Analyser visar att Skörby deponi har gett upphov till miljöstörande föroreningar av zink, vilket transporterats längs krondiket ut i Mälaren. Troligtvis har deponiverksamheten även bidragit med miljöproblem i form av förhöjda halter av koppar och kadmium i vissa områden längs dikets utsträckning.

Data visar också att Benders takpanneindustri har förorenat diket med någon typ av starkt alkalisk kemikalie.

## **Referenser**

Epstein, E., 1997. *The Science of Composting*. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc. ISBN No. 1-56676-478-5

McBride, M., 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. New York: Oxford University Press, Inc. ISBN No. 0-19-507011-9

Brady, N. & Weil, R., 1996. *The Nature and Properties of Soils*. 11<sup>th</sup> Ed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc. ISBN No. 0-13-243189-0

Fuhrmann, J., Hartel, P., Sylvia, D., Zuberer, D., 2005. *Principles and Applications of Soil Micro Biology*. 2nd Ed. New Jersey: Pearson Education, Inc. ISBN No. 0-13-094117-4

Östman, M., 2008. *Ageing Landfills – Development and Processes*. Uppsala: SLU, Department of Soil and Environment. ISBN No. 978-91-86195-12-0

Öman, C., 1991. *Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag*. Stockholm: Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. IVL-publ. B1017

Flyhammar, P., 1998. *Tungmetaller i kommunala avfallsupplag*. Stockholm: Naturvårdsverket. AFR-REPORT 231. ISSN 1102-6944. ISRN AFR-R—231—SE

Malmberg, M., Wolf-Watz, C. & Öman, C., 2000a. *Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – Slutrapport*. Stockholm: IVL Publikationsservice. IVL Rapport B 1353.

Malmberg, M., Wolf-Watz, C. & Öman, C., 2000b. *Handbok för Lakvattenbedömning*. Stockholm: IVL Publikationsservice. IVL Rapport B 1354.

Statens naturvårdsverks författningssamling. Bilaga B - Metaller i åkermark. *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. SNFS 1998:2. ISSN 0347-5301.

Naturvårdsverket, 2002. *Metodik för inventering av förorenade områden*. Stockholm: Naturvårdsverket förlag. ISBN 91-620-4918-6. ISSN 0282-7298

Naturvårdsverket, 1997. *Generella riktvärden för förorenad mark*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 91-620-4638-1. ISSN 0282-7298.

Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 1999. *Long-term processes in waste deposits*. Royal Institute of Chemical Engineering and Technology, Chemical Engineering, SE-100 44, Stockholm, Sweden.

Naturvårdsverket, 1999. *Metodik för inventering av förorenade områden, analys- och testmetoder*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN: 91-620-4947-X. ISSN 0282-7298.

Meijer, J-E., 1984. *Håbo miljö- och hälsoskyddsnämnd, Besiktning av avfallsupplag, Håbo*

*kommun. K-konsult ingenjörer och arkitekter. Rapport.*

Sjöberg, G., 2005. *Inventeringsrapport (MIFO), Nedlagd deponi, Skörbytippen*. F0305-5046.

Svensk Standard, 1997. *Markundersökningar – Bestämning av spårmetaller i jord genom extraktion med salpetersyra.*

## **Tack**

Tack till Monica Östman och Anna Mårtensson för allt stöd och tålamod.